

FACULTAD DE CIENCIAS
GRADO EN CIENCIAS DEL MAR
TRABAJO FIN DE GRADO
CURSO ACADÉMICO [2013-2017]

TÍTULO:

Patrones de distribución de las comunidades de invertebrados bentónicos asociados a praderas de *Cymodocea nodosa*.

AUTOR:

Itzías Rubio Astorga

Agradecimientos

Para empezar, me gustaría dar las gracias a mi tutora Yoana por toda la ayuda que me ha dado con sus consejos y por todas las horas que ha dedicado, pero sobretodo, por su gran apoyo a lo largo del desarrollo del trabajo y por haberme enseñado tantas cosas estos meses.

Un especial agradecimiento a todo el personal del departamento de Biología aplicada y Ciencias del mar de la Universidad de Alicante que se prestó a ayudarnos, y a todo el equipo de trabajo del proyecto “Seguimiento científico de la Reserva Marina de interés pesquero de la Sierra de Irta” en especial a José, Yolanda, Aitor y Elena por haber tomado las muestras y sobretodo, por haberme ayudado en el laboratorio y con la parte estadística.

Todos estos meses no hubiesen sido lo mismo sin el apoyo de mis compañeros de carrera, sin duda, sois lo mejor que me llevo de todos estos años. Obviamente, no podía olvidarme de mis amigos, gracias por apoyarme y acompañarme a lo largo de todos estos años. También quiero dar las gracias a mi compañera de penurias y agobios durante estos meses, Sandra, gracias por haberlo hecho todo más ameno.

Finalmente, agradecer el apoyo de mi familia durante estos cuatro años, tanto en mis buenos momentos como en los malos. Gracias por ayudarme y sobretodo, acompañarme mientras cumplo mis sueños. ¡Papá, mamá, os quiero!

Gracias a todos de corazón.

Resumen

Cymodocea nodosa es la segunda fanerógama marina más importante en el Mediterráneo por envergadura y por la extensión que ocupan sus formaciones. Puede llegar a formar céspedes más o menos densos, que recubren tanto los fondos de lagunas costeras, bahías someras y zonas protegidas como los fondos de la franja litoral comprendida entre 6 y 30 m de profundidad. Cualquier acción en el medio marino puede causar un impacto tanto positivo como negativo en las praderas de fanerógamas marinas. El estudio de *C. nodosa* junto con la fauna asociada a esta, es importante para poder controlar y gestionar estas praderas y evitar su posible regresión. Además, es importante estudiar las características abióticas porque cualquier modificación puede alterar la composición de la comunidad bentónica. Los objetivos del presente estudio son analizar y evaluar las comunidades de invertebrados bentónicos asociadas a las praderas de *C. nodosa*, caracterizar las praderas de *C. nodosa* y estudiar su posible relación con los patrones de distribución de las comunidades de invertebrados asociadas y estudiar si se mantienen los mismos patrones a distintos niveles taxonómicos. Se eligieron dos localidades dentro de la reserva marina de interés pesquero de Sierra de Irta, 3 sitios al azar en cada una de ellas y 4 réplicas en cada sitio. La aplicación de técnicas univariantes demostró que tanto los descriptores de las praderas como las abundancias de la infauna asociada a esta, son homogéneas al no haber diferencias significativas entre las localidades. Además, se estudió con las técnicas multivariantes, que los patrones de distribución de la comunidad de invertebrados bentónicos son similares al nivel taxonómico de familia, pero en niveles más altos, este patrón no se mantiene.

Palabras clave: *Cymodocea nodosa*; bentos; poliquetos; hábitat; Mar Mediterráneo.

Abstract

Cymodocea nodosa is the second most important marine phanerogam in the Mediterranean by size and by the extension that occupy its formations. It can form more or less dense grasses, covering both the bottoms of coastal lagoons, shallow bays and protected areas, as well as the bottoms of the coastal strip between 6 and 30 m deep. Any action in the marine environment can have both positive and negative impacts on seagrass meadows. The study of *C. nodosa* together with the fauna associated to it, is important to be able to control and manage these meadows and avoid their possible regression. In addition, it is important to study the abiotic characteristics because any modification can alter the composition of the benthic community. The objectives of the present study are to analyze and evaluate the benthic invertebrate communities associated with *C. nodosa* meadows, to characterize *C. nodosa* meadows and to study their possible relationship with the distribution patterns of the associated invertebrate communities and to study if these patterns maintains at different taxonomic levels. Two localities were selected within the Sierra de Irta marine reserve, 3 sites were randomly selected in both localities and 4 replicates at each site. The application of univariate techniques showed that both the descriptors of the meadows and the abundances of the infauna associated to it, are homogeneous in the absence of significant differences between the localities. In addition, the application of multivariate techniques revealed that the distribution patterns of the benthic invertebrate community are similar at the taxonomic level family, but at higher levels this pattern is not maintained.

Keywords: *Cymodocea nodosa*; benthos; polychaetes; habitat; Mediterranean Sea.

Índice

1. Introducción	Pág. 9
1.1 <i>Cymodocea nodosa</i>	Pág. 9
1.2 Cambios en las praderas como respuesta a las alteraciones y medidas de gestión	Pág. 11
1.3 Comunidad de invertebrados bentónicos	Pág. 12
1.4 Componentes abióticos	Pág. 13
1.5 Antecedentes	Pág. 14
1.6 Objetivos e hipótesis	Pág. 14
2. Material y métodos	Pág. 15
2.1 Caracterización de la zona de estudio	Pág. 15
2.2 Métodos de muestreo y procesado de muestras	Pág. 16
2.3 Trabajo de campo	Pág. 17
2.3.1 Caracterización de la pradera de <i>C. nodosa</i>	Pág. 17
2.3.2 Caracterización del sedimento	Pág. 17
2.3.3 Estudio de la infauna	Pág. 17
2.4 Trabajo de laboratorio	Pág. 18
2.4.1 Caracterización del sedimento	Pág. 18
2.4.2 Estudio de la infauna	Pág. 18
2.5 Análisis estadístico	Pág. 18
2.5.1 Diseño experimental	Pág. 18
2.5.2 Análisis estadístico	Pág. 19
2.6 Cronograma	Pág. 21
3. Resultados	Pág. 21
3.1 Caracterización del hábitat	Pág. 21
3.1.1 Praderas de <i>C. nodosa</i>	Pág. 21
3.1.2 Factores ambientales	Pág. 23
3.2 Composición de la comunidad de invertebrados bentónicos	Pág. 25
3.2.1 Porcentaje infauna a nivel de clase	Pág. 25
3.2.2 Porcentaje poliquetos a nivel de familia	Pág. 26
3.2.3 Composición de la comunidad de invertebrados bentónicos	Pág. 27

3.2.4 Patrón de distribución de la comunidad de invertebrados bentónicos	Pág. 29
3.3 Composición de las comunidades vs las características físicas	Pág. 32
4. Discusión	Pág. 33
5. Conclusión	Pág. 35
6. Referencias	Pág. 37
7. Anexo	Pág. 43

1. Introducción

Las praderas de fanerógamas marinas son una de las comunidades acuáticas más productivas (Duarte y Chiscano, 1999) y desempeñan papeles ecológicos clave en los ecosistemas lagunares, de estuarios y marinos, al proporcionar alimento y refugio a muchos organismos importantes, estabilizar los sedimentos, regular los ciclos de nutrientes (Hemminga y Duarte, 2000; Koch *et al.*, 2006; Short *et al.*, 2007) y producir grandes cantidades de biomasa y oxígeno (Pérez y Camp, 1986; Sánchez Lizaso, 1994).

En la cuenca mediterránea, las praderas de fanerógamas marinas juegan un papel crucial en las zonas costeras debido a su alta producción primaria y su apoyo a la creciente biodiversidad (Mazzella *et al.*, 1993) y a la complejidad de la red trófica (Mazzella, 1992).

Entre todas las fanerógamas encontradas en el Mediterráneo, la costa española está dominada principalmente por *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*.

1.1 *Cymodocea nodosa*

La especie *C. nodosa* es propia de la franja infralitoral y tiende a colonizar áreas costeras con sustratos blandos, arenosos o arenoso-fangosos, llegando a una profundidad de 30 metros. Raramente se encuentra sobre sustratos rocosos y fondos de *mäerl* (Reyes *et al.*, 2000; Espino, 2004). Puede desarrollarse en sedimentos tanto pobres como ricos en materia orgánica, tolerando ciertas condiciones de anoxia en el sedimento. Es una especie tolerante en cuanto a requerimientos ecológicos, de hecho en el Mediterráneo está considerada especie colonizadora o pionera (Templado *et al.*, 2002; Marbá y Terrados, 2004), aunque no puede competir con *P. oceanica*, así que coloniza las zonas donde esta no se encuentra.

Es una fanerógama dioica que puede reproducirse tanto sexual como asexualmente. Cuando se reproduce sexualmente forma flores, frutos y semillas, aunque las primeras suelen ser difíciles de ver entre las largas hojas. De forma asexual, se reproduce mediante la dispersión y elongación de sus rizomas, formando nuevos haces que contienen la misma información genética que la planta antecesora.

Estas praderas aportan a los ecosistemas marinos una gran contribución a nivel mundial en cuanto a productividad. Se ha estimado en un 12% del total de la producción de los océanos (Duarte y Cebrián, 1996).

Se distribuye en el Mar Mediterráneo, sin llegar a penetrar en el Mar Negro. También se encuentra en el Atlántico, en las costas del norte de África y en las islas Canarias llegando a su límite en el sur en Senegal (Carrillo y Rodríguez, 1980; Lüning, 1990). Además, está presente en Madeira (Wirtz, 1995). En la Comunidad Valenciana, *C. nodosa* está presente en toda la costa extendiéndose 83.8 km² a lo largo del litoral. En el caso de Castellón, presenta extensiones de 38.9 km² (Ruiz, 2015).



Figura 1: Distribución mundial de *C. nodosa*. (Imagen extraída de Espino *et al.*, 2008)

El principal valor ecológico que poseen estas praderas, es que son el soporte estructural de una gran biocenosis como los organismos que crecen en sus hojas, se entremezclan en ellas o los que viven enterrados en el sedimento (infauna). Debido a su alta productividad, exportan materia orgánica y enriquecen otros ecosistemas litorales. También, aumentan y conservan la biodiversidad suministrando alimento y refugio a muchas especies y siendo el lugar de puesta y reclutamiento de muchas especies. Ayudan a conservar el litoral ya que amortiguan el efecto del oleaje y las corrientes, y estabilizan los sedimentos (Espino *et al.*, 2008).

1.2 Cambios en las praderas como respuesta a las alteraciones y medidas de gestión.

Cualquier acción en el medio marino puede causar un impacto tanto positivo como negativo en las praderas de fanerógamas marinas. En muchas áreas costeras se han detectado grandes pérdidas de praderas marinas debido a intensos impactos, lo que ha causado una tendencia en las praderas a disminuir (Orth *et al.*, 2006; Duarte *et al.*, 2008; Hughes *et al.*, 2009; Waycott *et al.*, 2009; Short *et al.*, 2011). Algunos impactos, como el enriquecimiento del agua con nutrientes y la contaminación química, tienen efectos negativos en las praderas de fanerógamas marinas y hoy en día se consideran los principales factores del declive de estas praderas (Orth *et al.*, 2006; Waycott *et al.*, 2009).

Pero no todos los eventos de regresión en los ecosistemas de fanerógamas marinas son debidos a impactos antropogénicos, también pueden ser naturales cuando las plantas experimentan senescencia natural (Boudouresque *et al.*, 2009). Esta gran regresión mundial de las praderas de fanerógamas marinas es uno de los temas más preocupantes de la ecología bentónica marina y la conservación de la naturaleza (Short y Wyllie-Echevarria, 1996, 2000; Duarte, 2002; Kenworthy *et al.*, 2007). Debido a esto, el estudio de *C. nodosa* junto con la fauna asociada a esta, es importante para poder controlar y gestionar estas praderas y evitar su posible regresión.

Las medidas a tomar más importantes para evitar la regresión de las praderas son por ejemplo, el control y tratamiento de aguas residuales e industriales para reducir la carga de nutrientes, materia orgánica y productos químicos y la regulación de la acuicultura, pesca en zonas adyacentes a las praderas de fanerógamas marinas (Borum *et al.*, 2004).

Otra medida importante fue la creación de la Directiva Hábitats, que ha sido de especial relevancia para la conservación de las praderas marinas. Según la Directiva Hábitats 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, clasifica el hábitat de *C. nodosa* como “Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda” con el código 1110.

Entre todas estas medidas para proteger tanto las praderas de fanerógamas marinas como la fauna asociada a esta, la que más destaca es la creación de reservas marinas. Las reservas marinas se han convertido recientemente en la principal medida para la conservación de la flora y fauna de ciertas zonas específicas con gran valor ambiental. Debido a los problemas comentados anteriormente, sería interesante estudiar las praderas

de *C. nodosa* junto con la infauna asociada a esta para controlar si las medidas tomadas en las reservas cumplen con su función ayudando a evitar la posible regresión de estas praderas.

Con la puesta en marcha de planes de conservación, gestión y vigilancia, tanto en los espacios marinos protegidos como fuera, se podrán disminuir e incluso eliminar las principales presiones que afectan a estos ecosistemas.

1.3 Comunidad de invertebrados bentónicos

El análisis de las comunidades bentónicas es muy importante a la hora de facilitar futuros estudios de seguimiento de praderas de *C. nodosa*, ya que los organismos bentónicos son considerados elementos claves de un ecosistema (Gray y Mirza, 1979). Estos organismos poseen la facultad de integrar toda la información procedente del medio, a la vez que las fluctuaciones ambientales, bien sean antrópicas como naturales, que en él se producen. Esto es debido a que son organismos sedentarios o de escasa movilidad (Rosenberg, 2001). Por lo que cualquier modificación en el medio puede provocar cambios en las comunidades asociadas. Estas variaciones están relacionados con los cambios de las características estructurales de las praderas de fanerógamas marinas como *C. nodosa* (Fernández-Torquemada *et al.*, 2008 a,b).

A la hora de caracterizar y estudiar la infauna de una zona de estudio específica, es importante analizar todas las especies presentes en el hábitat, pero debido a la complejidad de estas comunidades, estudiar aquellos grupos taxonómicos más abundantes pueden facilitar la determinación de la naturaleza estructural de la comunidad. Entre los distintos grupos taxonómicos, los poliquetos se caracteriza por ser uno de los más abundantes y contribuyen de forma significativa en el porcentaje total de la comunidad (Hutchings, 1998).

Los poliquetos, que son uno de los indicadores de perturbación ambiental más importantes, ya que dentro de este taxón existen especies tanto sensibles como tolerantes a las alteraciones ambientales (Pocklington y Wells, 1992), son utilizados como herramientas para comprobar una posible alteración o cambio en el medio. Aun así, han sido considerados excelentes descriptores de las comunidades faunísticas asociadas a las praderas de fanerógamas marinas debido a la gran diversificación de las especies y sus

hábitos de vida (Somaschini *et al.*, 1994) lo que les convierte en un grupo taxonómico idóneo a la hora de estudiar posibles cambios producidos en los sustratos blandos (del-Pilar-Ruso *et al.*, 2008). Por lo tanto, podrían ser buenos indicadores de los patrones de distribución de las comunidades de invertebrados bentónicos asociadas a las praderas de la zona de estudio.

Además, sería interesante combinar el uso de los poliquetos como indicadores y la aplicación de la suficiencia taxonómica. La suficiencia taxonómica es el procedimiento por el cual los especímenes son clasificados hasta un nivel de resolución taxonómica que sea suficiente para satisfacer los objetivos de un estudio (Ellis, 1985). Por lo que, si se obtuvieran los mismos patrones a distintos niveles taxonómicos al estudiar una zona, en un futuro estudio, se podría ahorrar costo y esfuerzo asumiendo que los cambios en la estructura de comunidades biológicas pueden ser evidentes tanto a bajos niveles taxonómicos como altos. (Pik *et al.*, 1999).

1.4 Componentes abióticos

Estudiar los cambios en las variables relacionadas con el sedimento es importante a la hora de estructurar la comunidad de invertebrados bentónicos que habita en este (revisión por Gray, 1981; Moreira *et al.*, 2006). Cualquier modificación como el tamaño de grano o el contenido en materia orgánica provoca cambios en estas comunidades (Bishop, 2005).

Cuando la materia orgánica se degrada en el medio tiende a cambiar el grado de reducción-oxidación de los sedimentos, esto se puede medir mediante el potencial de óxido-reducción (Eh). Estos factores afectan a la distribución y a la actividad metabólica de muchos de los microorganismos que viven en el sedimento (Fenchel y Riedl, 1970) al igual que el pH.

Es importante estudiar la composición granulométrica de los sedimentos, la materia orgánica, el pH y demás características abióticas porque cualquier modificación puede alterar la composición de la comunidad bentónica.

1.5 Antecedentes

El presente trabajo de trata de un estudio complementario al desarrollo del proyecto “Seguimiento científico de la Reserva Marina de interés pesquero de la Sierra de Irta” realizado por investigadores del departamento de Biología aplicada y Ciencias del Mar de la Universidad de Alicante. En el estudio mencionado, se evaluaron las praderas de *C. nodosa* y *P. oceanica*, se llevó a cabo un seguimiento de las especies de interés, tanto comercial como patrimonial o ecológico, se realizó una caracterización del impacto de fondeo sobre las angiospermas marinas, se analizó el estado ecológico de la Reserva Marina de la Sierra de Irta y se estudiaron las formaciones organógenas (Sánchez Lizaso *et al.*, 2016). Sin embargo, no se incluyeron dentro del pliego de condiciones del proyecto, el estudio de las comunidades de invertebrados bentónicos asociadas a *C. nodosa*. Cabe mencionar que si existen estudios previos sobre las comunidades bentónicas asociadas a fanerógamas marinas tanto en el mediterráneo (Somaschini *et al.*, 1998; Sánchez-Jerez *et al.*, 1999; Ruitton *et al.*, 2000; Johnson *et al.*, 2002; Brito *et al.*, 2005; Moissette *et al.*, 2007) como fuera de este (Böstrom y Bonsdorff, 1997). Sin embargo, debido a la falta de información de las comunidades de invertebrados bentónicos en esta zona en estudios previos, se decidió estudiar la infauna asociada a las praderas de *C. nodosa*.

1.6 Objetivos e hipótesis

Los objetivos del trabajo son los siguientes:

- Analizar y evaluar las comunidades de invertebrados bentónicos asociadas a las praderas de *C. nodosa*.
- Caracterizar las praderas de *C. nodosa* y estudiar su posible relación con los patrones de distribución de las comunidades de invertebrados asociadas.
- Estudiar si se mantienen los mismos patrones de distribución a distintos niveles taxonómicos.

La hipótesis del estudio es que, al tratarse de una reserva marina protegida, no habrá diferencias significativas en la zona de estudio.

2. Material y métodos

2.1 Caracterización de la zona de estudio

El proyecto se ha desarrollado a lo largo de 10 km de la franja litoral de la Sierra de Irta. Las muestras fueron tomadas en la Reserva Marina de Interés Pesquero (RMIP) de Sierra de Irta, localizada en la provincia de Castellón, concretamente entre Alcossebre y Peñíscola; Comunidad Valenciana.

Fue declarada RMIP el 20 de octubre de 2006 por el decreto 163/2006 del Consell. Tiene una superficie de 941 hectáreas y su delimitación incluye la franja marina adyacente al Parque Natural de la Sierra de Irta que comienza en la desembocadura del barranco de Volante y termina en el barranco de Malentivet, con una profundidad de 20 metros.

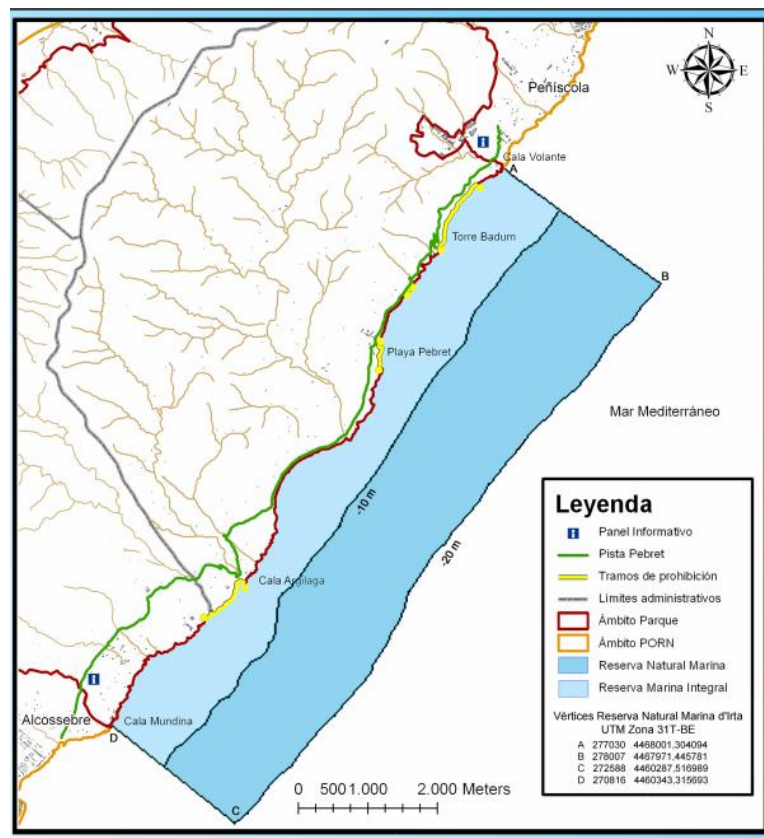


Figura 2: Delimitación de la Reserva Marina de Interés Pesquero de Sierra Irta. (Imagen extraída de Generalitat, 2015).

Como medida de protección hay ciertas actividades que están totalmente prohibidas como la pesca recreativa submarina y el marisqueo de moluscos bivalvos a pie de embarcación. Existen zonas establecidas en las que está permitida la pesca marítima de recreo y el fondeo de embarcaciones. Además, está prohibido cualquier deporte náutico

que utilice embarcación a motor. También se han tomado otras medidas como imponer un límite de velocidad en embarcaciones a 3 nudos máximo y en caso de querer practicar buceo con equipo, se requiere autorización de la Dirección General competente en materia de pesca marítima (General, 2015). Por lo que, las medidas tomadas dentro de la reserva ayudan a que no se provoque ningún tipo de perturbación que pueda causar un cambio en el medio marino.

2.2 Métodos de muestreo y procesamiento de muestras

Las muestras fueron tomadas en septiembre de 2016 en dos localidades distintas, localidad 1 y localidad 2, como podemos observar en la Figura 3. La localidad 1 corresponde a la mancha de pradera de *C. nodosa* situada en la parte norte de la reserva, en cambio, la localidad 2 está situada en la mancha de pradera situada al sur de la reserva. Próxima a la delimitación sur de la reserva se ubica un emisario de aguas residuales, que dejó de verter por el emisario en 2014. En cada localidad se tomaron muestras en 3 sitios al azar y en cada sitio se recogieron cinco réplicas en total, de las cuales una se usó para la caracterización del sedimento y las otras 4 para el estudio de la infauna. Con la finalidad de evitar cambios en la composición de la comunidad bentónica asociada a las praderas de *C. nodosa*, se mantuvo la profundidad, al recoger las muestras en ambas localidades, entre 12-14 metros.

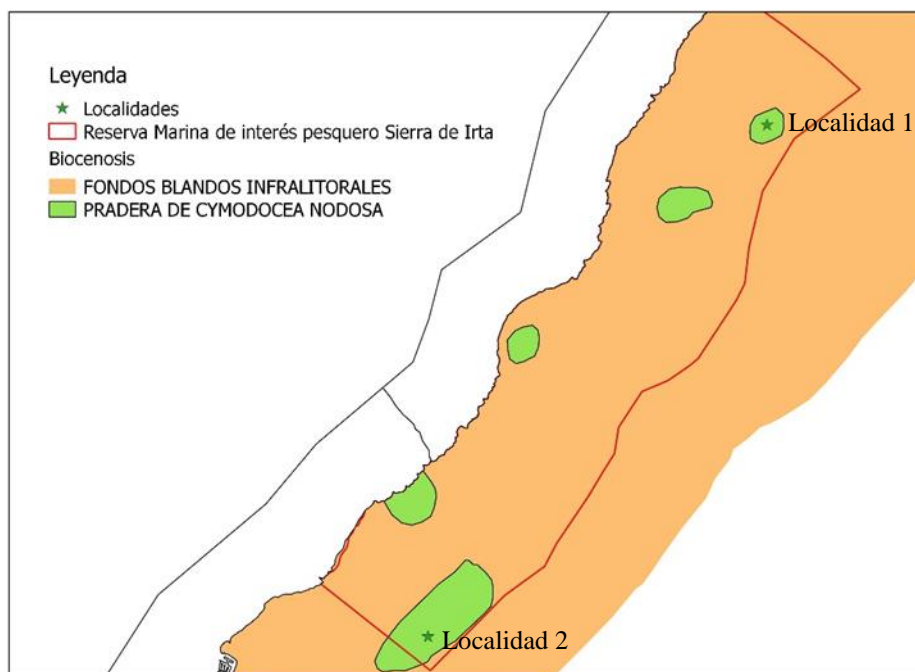


Figura 3: Situación de las localidades muestreadas a lo largo de la Reserva Marina de Interés Pesquero de Sierra Irta.

2.3 Trabajo de campo

2.3.1 Caracterización de la pradera de *C. nodosa*

Para la caracterización se recogieron datos de densidad y cobertura. La cobertura se estimó utilizando un cuadrado de 40x40 cm², subdividido en cuatro para facilitar la estimación del parámetro. Se tomaron 3 réplicas dentro de cada uno de los 3 sitios de cada localidad, es decir, un total de 18 muestras. En el caso de la densidad, se empleó un cuadrado metálico de 20x20 cm² y también se tomaron 3 réplicas por cada sitio. Todas las réplicas fueron tomadas aleatoriamente.

2.3.2 Caracterización del sedimento

Para la caracterización del sedimento se tomó 1 muestra por sitio, es decir, un total 6 muestras que fueron recogidas mediante cores de 4 cm de diámetro. Además, de la muestra se separó una pequeña cantidad en un bote aparte para el estudio de la materia orgánica. También se midió el pH con la sonda Crison 5202 y el potencial redox del sedimento con el aparato Hach 5261 en cada uno de los sitios.

2.3.3 Estudio de la infauna

Para el estudio de la infauna de invertebrados asociada a la pradera, se tomaron 4 muestras por sitio, en total 24 muestras. Fueron tomadas utilizando cores de PVC de 10 cm de diámetro y 25 cm de longitud. Las muestras fueron tamizadas mediante redes de 0.5 mm de luz de malla; diámetro del poro que asegura que la macrofauna quede retenida; así como para eliminar la fracción de sedimento fino y facilitar la separación de los distintos organismos. Las muestras se guardaron en botes duquesa, se fijaron en formaldehído (10%) y se conservaron en etanol (70%) para su posterior tratamiento en el laboratorio.

2.4 Trabajo de laboratorio

2.4.1 Caracterización del sedimento

Para la caracterización del sedimento, se realizó un estudio de la materia orgánica y se obtuvieron los datos granulométricos. Para ello, se dispusieron las muestras en botes/bandejas de aluminio y se secaron en la estufa a 80°C.

En el caso de la materia orgánica, se realizaron 3 réplicas por muestra. Para cada una de las réplicas, se midió 5 gramos de muestra en la balanza de precisión y se puso en la mufla a 400°C durante 4 horas de forma que toda la materia orgánica presente en la muestra se calcinó. Una vez terminado el tiempo en la mufla se pesó y la diferencia entre el peso inicial seco y el calcinado nos indicó el peso de materia orgánica que había presente en la muestra.

Con la finalidad de analizar la granulometría, cada muestra, una vez pesadas en seco, se pasó por una columna de tamices, formada por 4 tamices con una luz de malla de 2, 0.5, 0.25 y 0.063 mm respectivamente, de forma que en el primer tamiz quedó retenida la porción formada por gravas, en el segundo la de arena gruesa, en el tercero la de arena media y en el cuarto tamiz las arenas finas. La fracción de la muestra que se perdía con el agua correspondía a la porción formada por lutitas. Se pesó cada una de las porciones por separado una vez que se secaron en la estufa, de ahí se sacaron los porcentajes granulométricos.

2.4.2 Estudio de la infauna

Las muestras guardadas para el estudio de la infauna fueron fijadas en formol, por lo que antes de comenzar a separar y determinar, se tuvieron que limpiar y tamizar en la campana extractora. Para la separación se utilizó una lupa binocular. La determinación se realizó con la ayuda de un microscopio y guías de identificación a nivel de familia.

2.5 Análisis estadístico

2.5.1 Diseño experimental

En el diseño experimental propuesto para evaluar si hay diferencias significativas entre las abundancias relativas de ambas localidades, se tuvo en cuenta dos factores:

- Localidad: 2 niveles (L1 y L2), fijo y ortogonal.
- Sitio: 3 niveles (S1, S2 y S3), aleatorio y anidado a localidad.

Dentro de cada sitio se realizaron 4 réplicas, obteniéndose un total de 24 muestras. Según el diseño experimental explicado, el modelo lineal resultante fue el siguiente:

$$X_{ijn} = \mu + L_i + S(L)_{j(i)} + \text{Residual}_{n(ij)}$$

Donde X_{ijn} representa el conjunto de valores estimados en el muestreo n ($n = 1, 2, 3, 4$); μ representa el valor medio global; L_i indica el efecto del nivel i del factor Localización ($i = 1, 2$); $S(L)_{j(i)}$ expresa el efecto del nivel j del factor Sitio ($j = 1, 2, 3$); finalmente, $\text{Residual}_{n(ij)}$ representa el error residual o aleatorio asociado a cada observación.

Para analizar si hay diferencias significativas en la densidad y cobertura de la *C. nodosa*, se utilizó el mismo modelo lineal anterior, pero en este caso, cambian los niveles de la réplica n ($n = 1, 2, 3$) y se mantienen los niveles del factor Localización ($i = 1, 2$) y los del factor sitio ($j = 1, 2, 3$).

2.5.2 Análisis estadístico

Se utilizó una técnica univariante; el análisis de la varianza (ANOVA) (Underwood, 1997) para comprobar si existen diferencias significativas tanto en las abundancias relativas de la infauna, como en las densidades y coberturas de la *C. nodosa*, siguiendo el diseño experimental expuesto anteriormente.

En el caso de la infauna, el análisis se realizó con los datos de abundancias relativas de la fauna general y con los datos únicamente de los poliquetos. Se comprobó previamente la homogeneidad de varianzas (Zar, 1984) de la variable analizada mediante el test de Cochran (Cochran, 1951), y en el caso de la normalidad se comprobó usando el contraste de bondad de ajuste con el método de Kolmogorov Smirnov. No hizo falta ninguna transformación de los datos. Al haber un factor aleatorio en nuestro diseño experimental, se instaló el paquete GAD (Sandrini-Neto y Camargo, 2014) para que corrigiera los valores de F .

Respecto a las densidades y coberturas de *C. nodosa*, se utilizaron los mismos test descritos anteriormente para comprobar tanto la normalidad como la homogeneidad de varianzas. En este caso, tampoco hizo falta transformar los datos.

Con la finalidad de estudiar la estructura de las comunidades de invertebrados bentónicos asociadas a las praderas de *C. nodosa* en nuestra zona de estudio, y su relación con los factores ambientales, se aplicaron técnicas multivariantes no paramétricas. Para las técnicas multivariantes la matriz de similitud para las abundancias transformadas con raíz cuadrada se calculó usando el índice de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957) y para los factores abióticos se aplicó la distancia Euclidean (Clarke y Warwick, 2001) para valores normalizados.

Previo a los análisis se realizó un Draftsman plot (diagrama de dispersión de todas las combinaciones de variables entre pares) para establecer la correlación de Pearson entre las variables abióticas (granulometría, pH, redox y porcentaje de materia orgánica) y así identificar cualquier posible inter-correlación entre ellas. Se llevó a cabo un análisis de los componentes principales (PCA) con los datos de los factores abióticos estudiados, con el objetivo de determinar qué variables ambientales caracterizan cada una de las estaciones estudiadas.

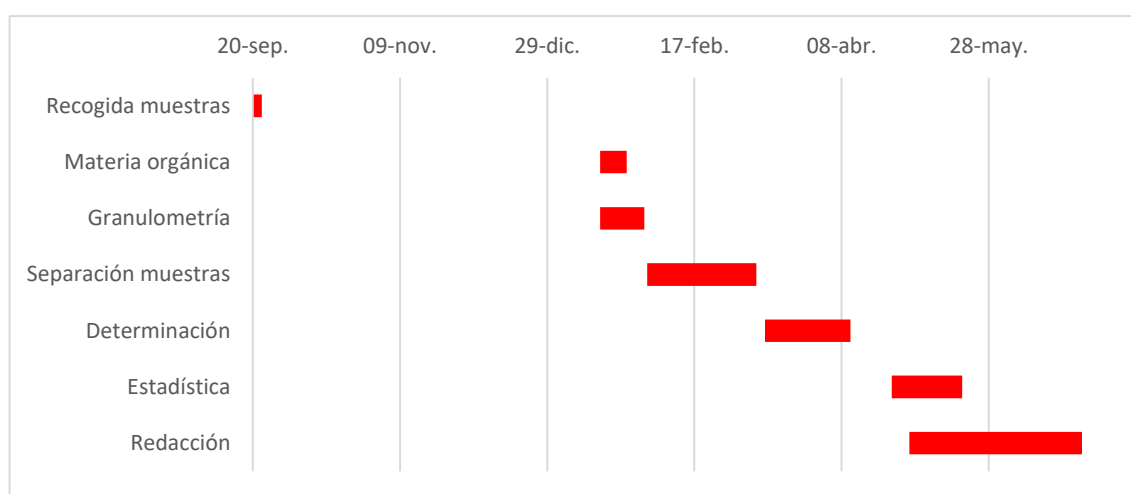
Para estudiar el grado de similitud, en cuanto a las abundancias y composición de la comunidades bentónicas, de los diferentes sitios y localidades estudiadas, se realizó el análisis de conglomerados jerárquicos (Cluster) y el análisis de escalamiento multidimensional; nMDS a la infauna a nivel de filo, clase, orden y familia y con los poliquetos a nivel de familia. Posteriormente, se utilizó el test de análisis de porcentaje de Similitud (SIMPER) para conocer dentro de cada categoría taxonómica que taxones eran los responsables de las diferencias entre los grupos establecidos a partir el Cluster/MDS.

Se utilizó también el análisis BEST (opción BIO-ENV) para poder analizar qué combinación de todas las variables ambientales presenta mayor influencia en la composición de la estructura de las comunidades bentónicas, a distintos niveles taxonómicos (total de la comunidad de invertebrados bentónicos a nivel de filo, clase, orden y familia, y el total de poliquetos a nivel de familia).

Los análisis univariantes se llevaron a cabo mediante el programa estadístico R (R Core Team, 2014) y todos los análisis multivariantes con el programa estadístico Primer (Clarke and Gorley, 2006).

2.6 Cronograma

El proyecto comenzó en septiembre de 2016 cuando se recogieron las muestras. El trabajo de laboratorio tuvo una duración de 4 meses aproximadamente, comenzando en enero y terminando en abril. La redacción y la parte estadística se realizaron durante los meses de abril, mayo y junio.



3. Resultados

3.1 Caracterización del hábitat

3.1.1 Praderas de *C. nodosa*

No se encontraron diferencias significativas en las densidades de haces de *C. nodosa* entre las localidades estudiadas (Tabla 1). La Localidad 1 (255.56 ind/m²) y la Localidad 2 (238.89 ind/m²) obtuvieron un valor promedio similar. Parece ser que la heterogeneidad espacial en la Localidad 2 es algo mayor que en la Localidad 1; aunque no se detectaron diferencias significativas. . En la Localidad 1, el Sitio 2 (225 ind/m²) fue el que obtuvo el valor más bajo, mientras que el Sitio 1 (283.33 ind/m²) obtuvo el más alto. En el caso de la Localidad 2, se encontraron mayores diferencias entre los tres sitios, siendo el Sitio 3

(150 ind/m²) el que obtuvo el valor más bajo, el Sitio 1 (308.33 ind/m²) el más alto y el Sitio 2 (258.33 ind/m²) un valor medio entre ambos (Figura 4).

Tabla 1: Resumen del ANOVA realizado a los valores de densidad (haces/m²) obtenidos en los 3 sitios dentro de las 2 localidades.

Fuente de variabilidad	Gl	SM	CM	F	p-valor	F-versus
Loc	1	1250	1250	0.1125 ^{ns}	0.7542	S(Loc)
S(Loc)	4	44444	11111.1	2.1622 ^{ns}	0.1353	Residual
Residual	12	61667	5138.9			

Gl = grados de libertad, SM = suma de cuadrados, CM = cuadrado medio, ns = no significativo.

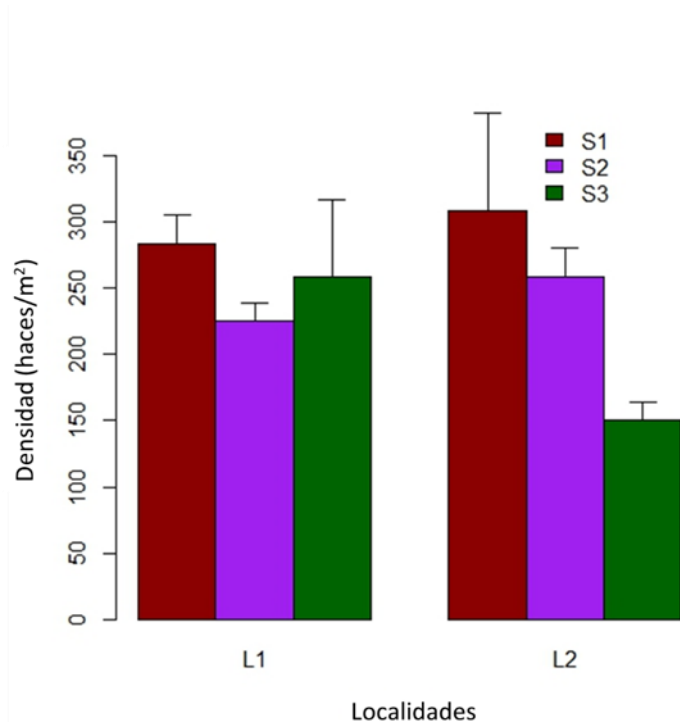


Figura 4: Representación de los valores medios de densidad de *C. nodosa* (haces/m² pradera) obtenidos en los distintos sitios y localidades del estudio (las barras representan el error típico).

Tampoco se encontraron diferencias significativas entre los valores de cobertura de las distintas localidades. Ambas localidades obtuvieron un porcentaje de cobertura de *C. nodosa* similares, siendo los valores de la Localidad 1 (27.78%) ligeramente inferiores a los de la Localidad 2 (29.56%). La diferencia significativa entre los sitios nos está indicado una alta heterogeneidad espacial para esta variable en ambas localidades (Tabla 2). En el caso de la Localidad 1, el Sitio 2 (13.33%) obtuvo el menor valor comparándolo con el Sitio 1 (31.67%) y el Sitio 3 (38.33%), que son más similares entre ellos. En el caso de la Localidad 2, el Sitio 3 (8.33%) es el que obtuvo menores valores de cobertura

de todo el estudio. El Sitio 1 (31.67%) y Sitio 2 (48.67%), obtuvieron valores mayores, pero no tan similares entre ellos como ocurre en la Localidad 1 (Figura 5).

Tabla 2: Resumen del ANOVA realizado a los valores de cobertura (%) obtenidos en los 3 sitios dentro de las 2 localidades.

Fuente de variabilidad	Gl	SM	CM	F	p-valor	F-versus
Loc	1	675	675	0.0005 ^{ns}	0.9834	Loc(S)
S(Loc)	4	3465.8	866.44	10.4601*	0.0006942	Residual
Residual	12	994.0	82.83			

Gl = grados de libertad, SM = suma de cuadrados, CM = cuadrado medio, ns = no significativo, * = $p < 0.05$

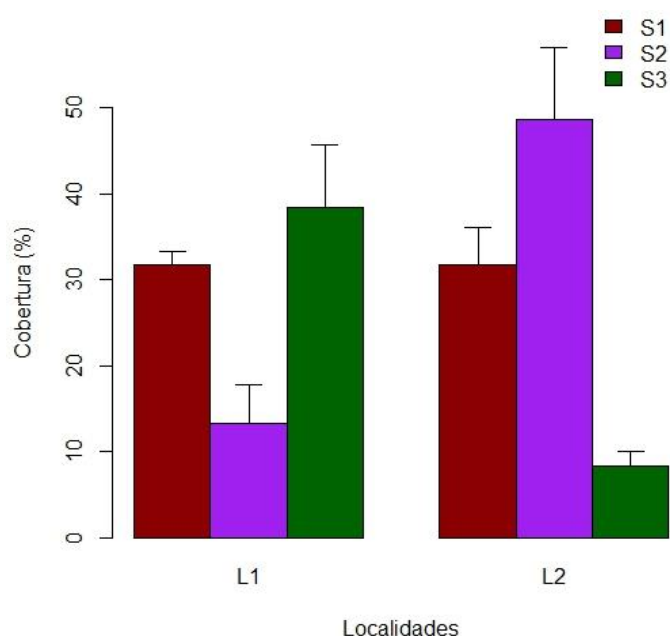


Figura 5: Representación de los valores medios de cobertura de *C. nodosa* (%) obtenidos en los distintos sitios y localidades del estudio (las barras representan el error típico).

3.1.2 Factores ambientales

Como podemos observar en la Figura 6, la zona de estudio se caracteriza por ser muy homogénea en cuanto a la composición del tipo de sedimento y está dominada por la arena fina, entorno a un 85 y 95%. Le sigue la porción de lutitas en menor cantidad representando entre el 5 y 11%. Finalmente, el porcentaje presente de gravas y arena media es muy inferior comparado con las arenas finas y lutitas.

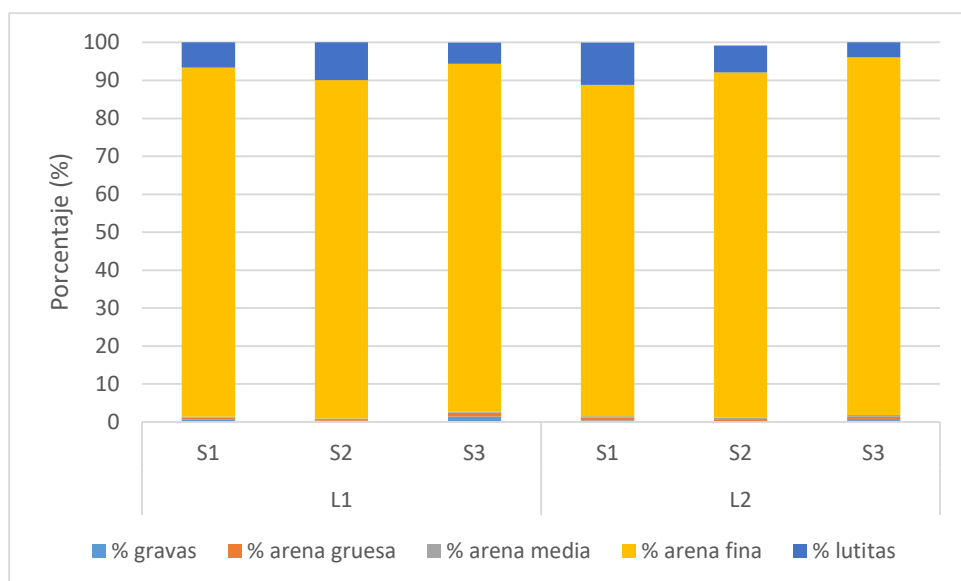


Figura 6: Porcentajes de la composición del sedimento de la zona de estudio.

Se realizó un análisis de los componentes principales (PCA) con los porcentajes de sedimento, junto a otros factores abióticos como el pH, redox y materia orgánica. De acuerdo con el PCA, el 90.4% de la varianza es explicada por los dos primeros factores. El eje I representó el 65.3% de la variabilidad total, y los principales contribuyentes fueron el % gravas, % arenas y potencial redox. Por otra parte, el eje II explicó el 25.1% de la varianza residual. En este caso las variables que más contribuyen fueron el potencial redox, % gravas y % lutitas (Tabla 3). Debido a la homogeneidad de la zona, como hemos visto con el sedimento, el PCA marca las pequeñas diferencias que caracterizan cada una de las estaciones de muestreo. Como podemos observar en la Figura 7, L1S2 se caracteriza por tener el mayor porcentaje de materia orgánica, L1S3 es la estación con mayor porcentaje de gravas, menor de materia orgánica y el potencial redox más positivo, L2S1, en cambio, es el que posee el potencial redox más negativo, es decir, más reducido y mayor porcentaje de lutitas. En cuanto a la estación L2S2, se caracteriza por tener el porcentaje de gravas más bajo de todas las estaciones, y la estación L2S3 es la que posee menor porcentaje de lutitas y mayor de arenas. Finalmente, la estación L1S1 no se caracteriza por ningún factor específico al tener valores intermedios.

Tabla 3: Resultado del análisis de los componentes principales (PCA) abióticos en las localidades estudiadas.

Variable	PC1	PC2
% mat. orgánica	0.450	-0.061
Redox	-0.421	-0.529
% gravas	-0.443	-0.525
% arenas	-0.441	0.509
% lutitas	0.479	-0.425

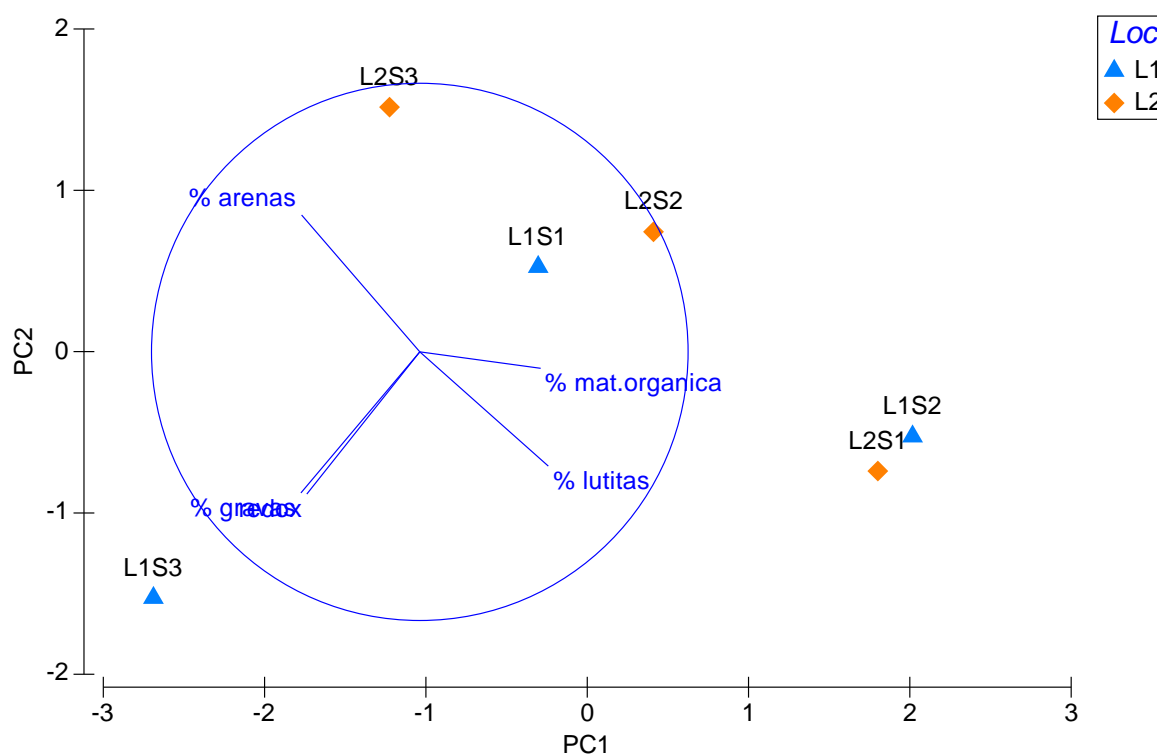


Figura 7: Análisis del componente principal (PCA).

3.2 Composición de la comunidad de invertebrados bentónicos

3.2.1 Porcentaje infauna a nivel de clase

Se determinaron 497 individuos pertenecientes a 5 filos, 10 clases, 31 órdenes y 58 familias distintas en total. Como podemos observar en la Figura 8, de todos los organismos estudiados, los más abundantes en ambas localidades fueron la clase

Polychaeta seguida de Malacostraca. La clase Polychaeta representó el 46% del total de la fauna analizada, casi la mitad de toda la comunidad de invertebrados bentónicos estudiados.

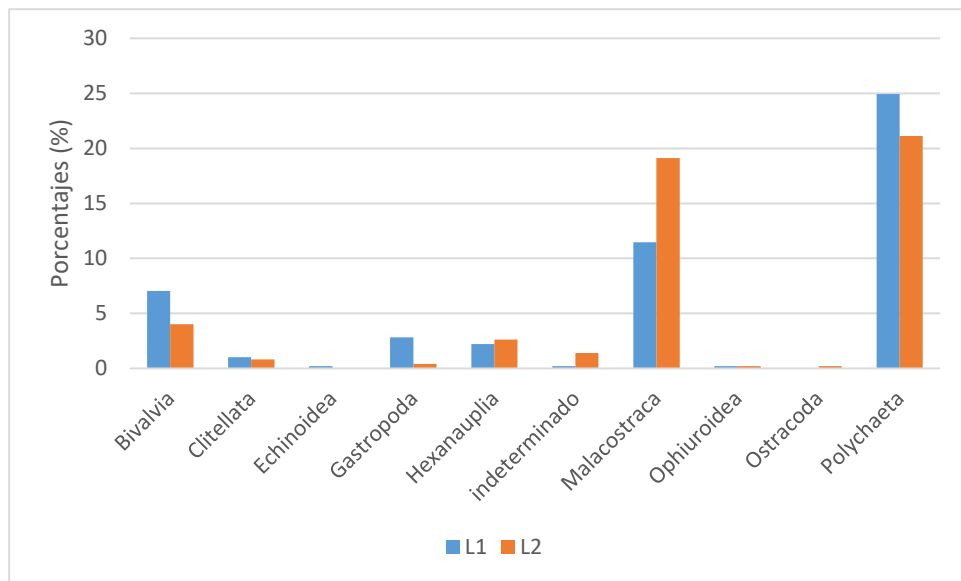


Figura 8: Porcentajes de la abundancia relativa (ind/m²) de la infauna a nivel de clase.

3.2.2 Porcentaje poliquetos a nivel de familia

Se registraron 229 poliquetos agrupados en 26 familias distintas. Las dos familias más abundantes, fueron Paraonidae (19.65%) y Sigalionidae (10.04%) (Figura 9). La familia Paraonidae abunda en la Localidad 1 mientras que en la Localidad 2 destaca la familia Sigalionidae.

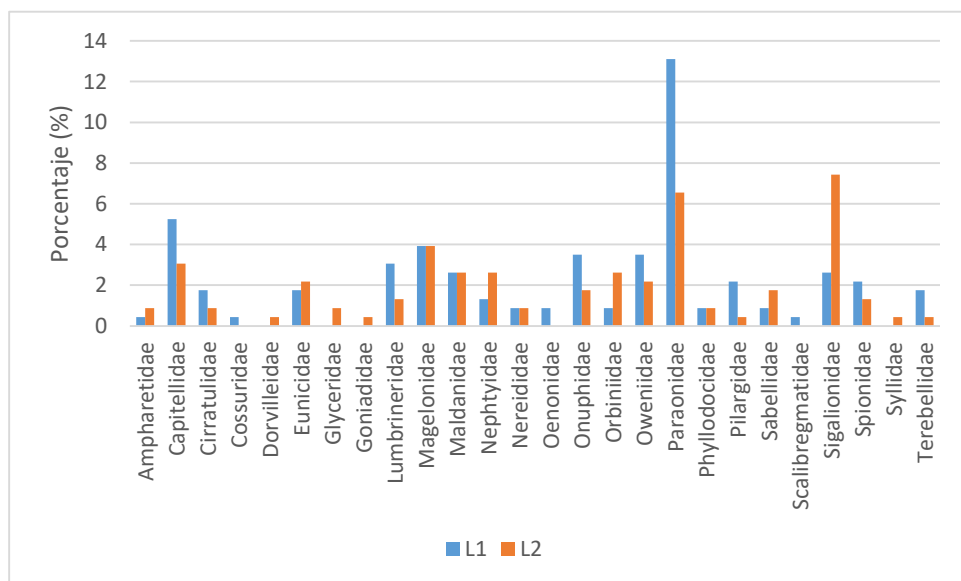


Figura 9: Porcentajes de la abundancia relativa (ind/m²) de poliquetos a nivel de familia.

3.2.3 Composición de la comunidad de invertebrados bentónicos

Al aplicar el análisis univariante (ANOVA) no se encontraron diferencias significativas entre las abundancias relativas de infauna de ambas localidades, tampoco se encontraron entre los sitios dentro de cada localidad (Tabla 4, Figura 10). Los valores más bajos se obtuvieron en el Sitio 3 de la Localidad 2 y los más altos en el Sitio 2 de la Localidad 2.

Tabla 4: Resumen del ANOVA realizado a los valores de abundancia relativa (individuos/m²) de la infauna obtenida en los 3 sitios dentro de las 2 localidades.

Fuente de variabilidad	Gl	SM	CM	F	p-valor	F-versus
Loc	1	675	675	0.0005 ^{ns}	0.9834	S(Loc)
S(Loc)	4	5482126	1370531	1.3340 ^{ns}	0.2956	Residual
Residual	18	18493056	1027392			

Gl = grados de libertad, SM = suma de cuadrados, CM = cuadrado medio, ns = no significativo

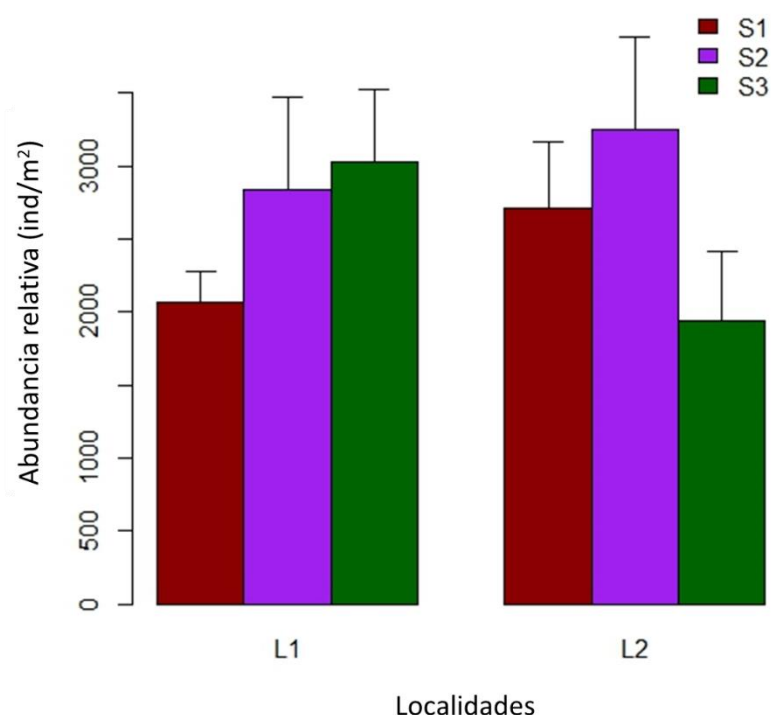


Figura 10: Valores medios de abundancia relativa (individuos/m²) de las comunidades de invertebrados bentónicos dentro de la zona de estudio.

En el caso de los poliquetos, al igual que ocurre al estudiar la comunidad de invertebrados en su totalidad, no se encontraron diferencias significativas entre las abundancias relativas de ambas localidades. Tampoco se encontraron entre los sitios

dentro de cada localidad (Tabla 5, Figura 11), lo que indica que existe homogeneidad en cuanto a los valores de abundancia dentro de cada localidad; tanto para los poliquetos como al estudiar la comunidad de infauna en su totalidad. El valor más bajo se obtuvo en el Sitio 3 de la Localidad 2 al igual que en la infauna, en cambio, el valor más alto se obtuvo en el Sitio 2 de la Localidad 1. En general, se obtuvieron valores algo más altos en la Localidad 1 que en la Localidad 2.

Tabla 5: Resumen del ANOVA realizado a los valores de abundancia relativa (individuos/m²) de poliquetos obtenidos en los 3 sitios dentro de las 2 localidades.

Fuente de variabilidad	Gl	SM	CM	F	p-valor	F-versus
Loc	1	243845	243845	0.9450 ^{ns}	0.3860	S(Loc)
S(Loc)	4	1032120	258030	1.9725 ^{ns}	0.1421	Residual
Residual	18	2354693	130816			

Gl = grados de libertad, SM = suma de cuadrados, CM = cuadrado medio, ns = no significativo

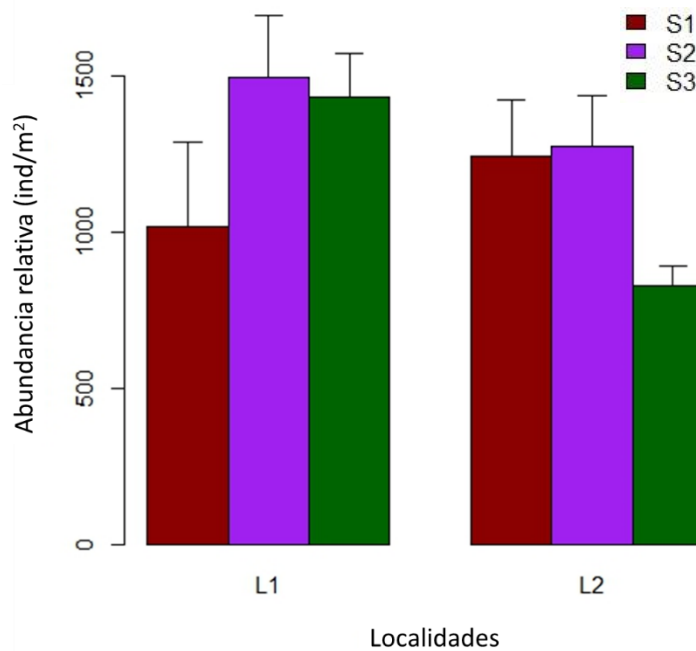


Figura 11: Valores medios de abundancia relativa (individuos/m²) de poliquetos dentro de la zona de estudio.

3.2.4 Patrón de distribución de la comunidad de invertebrados bentónicos

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) no se detectó una clara segregación de las muestras en función de las localidades (Figura 12) presentando una alta homogeneidad entre la mayoría de las estaciones estudiadas.

Se separaron las estaciones dentro de cada nivel taxonómico en dos grupos principales; grupos que se establecieron a partir de los resultados obtenidos del Cluster. Existe una segregación de las estaciones L1S1, L1S2 y L2S3 a nivel de filo; L1S1, L2S2 a nivel de clase; L1S1, L1S2 a nivel de orden. A nivel de familia, tanto en la infauna como en poliquetos, la estación que se diferenció de las demás es la L2S1 que como ya hemos visto antes, es la estación que presenta mayor porcentaje de lutitas y el redox más negativo. Estas estaciones se incluyeron en el grupo A, dentro de cada nivel. Cabe mencionar, que dentro de la división de los grupos, el grado de similitud entre ambos es elevado en todos los niveles taxonómicos; siendo del 76.10% a nivel de filo, 60% a nivel de clase, 65.32% a nivel de orden, 51.59% a nivel de familia y 56.78% en el caso de los poliquetos a nivel de familia. Puede observarse que en el caso de comunidad de invertebrados bentónicos en su totalidad a nivel de familia y poliquetos a nivel de familia ambas siguen un patrón de distribución similar, siendo la estación de L2S1 la que muestra mayor heterogeneidad en cuanto a su composición. En el caso de infauna nivel de clase y orden, no se detecta el mismo patrón.

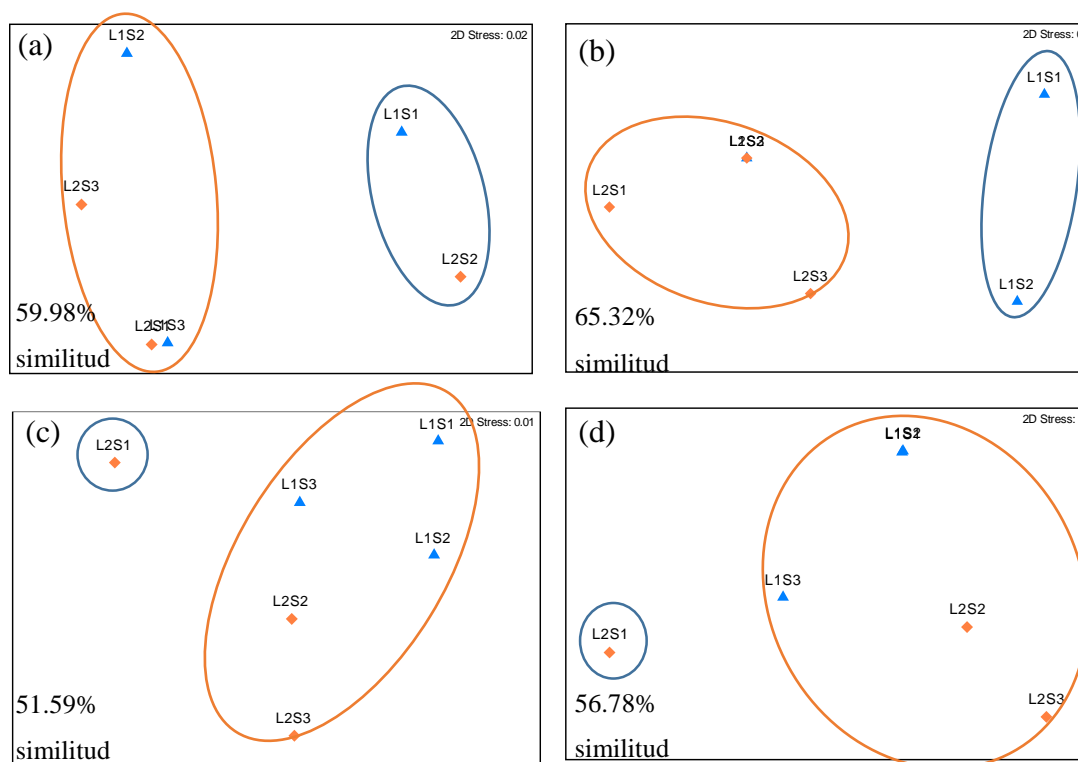


Figura 12: Análisis de escalamiento multidimensional (MDS) realizado con la matriz de similitud con datos de abundancia transformados a raíz cuadrada de: a) infauna a nivel de clase, b) nivel de orden, c) infauna a nivel de familia, d) poliquetos a nivel de familia. Los triángulos azules marcan la Localidad 1 y los rombos naranjas marcan la Localidad 2.

El procedimiento SIMPER (porcentaje de similitud) nos permite identificar que taxones están implicados en la disimilitud dentro de los grupos establecidos previamente.

Al estudiar la fauna en distintos niveles taxonómicos se observó que todos los niveles presentan una alta similitud entre las estaciones, estando todas por encima del 50% (Figura 12, Tabla 6). Los taxones filo, clase y orden son las que presentaron los mayores porcentajes de similitud. En el taxón clase, las estaciones que más se diferenciaron fueron L1S2 y L2S3, las clases que marcaron las diferencias son Gastropoda, Clitellata y Hexanauplia, en los dos primeros coincide que las mayores abundancias de esas clases se encuentran en la estación L1S2 y en el caso de Hexanauplia, las abundancias destacan tanto en la estación L1S2 como en la L2S3. En el taxón orden, son L1S1 y L1S2 las estaciones que marcaron las pequeñas diferencias son debidas a las clases Orbiniida, Tanaidacea y Cycloneritimorpha. En el caso de Orbiniida, L1S1 y L1S2, son las únicas estaciones en las que no se encontraron individuos de este orden, en cambio, en el caso de Cycloneritimorpha, sólo se encontraron individuos en la estación L1S2. Por último, en

Tanaidacea, las estaciones L1S1 y L1S2 son las que presentaron menor abundancia de este orden. Por lo que podemos observar, estos taxones no siguen un mismo patrón, en cambio, a nivel de familia tanto en fauna general como en poliquetos, ambas presentaron un porcentaje de similitud semejante entre los grupos establecidos y la estación que se diferenció del resto fue L2S1 en ambos casos. Esta estación se caracteriza por tener el mayor porcentaje de lutitas y el potencial redox más negativo. En la fauna general, la familia que marcó las diferencias fue Paratanaidae que sólo se encontraron individuos en la Localidad 2 y la estación en la que resultó más abundante fue L2S1. En poliquetos, las familias fueron Oweniidae, Lumbrineridae, Orbiniidae, Nephtyidae, Sabellidae, Sigalionidae, Phyllodocidae y Syllidae. De las familias Oweniidae, Lumbrineridae y Nephtyidae se encontraron individuos en todas las estaciones menos en la L2S1, al contrario que la familia Syllidae, que sólo se encontraron individuos en esta estación. En el resto de familias, la estación destaca por ser donde se encontraron las abundancias más altas.

Tabla 6: Resumen de los datos obtenidos con el procedimiento SIMPER. El grupo A está compuesto por L1S1, L1S2 y L2S3 a nivel de filo; L1S1 y L2S3 a nivel de clase; L1S1 y L1S2 a nivel de orden y L1S2 a nivel de familia de infauna total y de poliquetos. El resto de las estaciones, para cada nivel, se incluyeron en el grupo B.

FG_filo (23.90%)*	A	B	% Cum
	Av. Abund	Av. Abund	
Arthropoda	5.53	8.20	28.95
Echinodermata	2.62	0	55.81
Sipunculida	0	1.88	74.21
Mollusca	4.32	3.06	88.62
Annelida	6.35	7.20	100
FG_clase (40.02%)*	A	B	%Cum
	Av. Abund	Av. Abund	
Clitellata	0	8.29	29.11
Indeterminado	5.28	1.00	46.29
Gastropoda	3.02	1.85	58.06
Hexanauplio	4.61	7.02	66.93
Malacostraca	7.36	7.01	75.71
Ophiuridae	0	1.99	82.83
Ostracoda	0	1.41	87.86
FG_orden (34.86%)*	A	B	%Cum
	Av. Abund	Av. Abund	
Orbiniida	0	7.64	8.68
Cycloneritimorpha	7.46	0	16.77
Tanaidacea	11.63	16.99	23.01
	A	B	%Cum

FG_familia (48.41%)*	Av. Abund	Av. Abund	
Paratanaidae	1.13	13.82	5.88
Poli_familia (43.22%)*	A	B	%Cum
	Av. Abund	Av. Abund	
Oweniidae	9.05	0	8.37
Lumbrineridae	7.76	0	15.54
Orbiniidae	3.85	11.28	22.45
Nephtyidae	6.58	0	28.68
Sabellidae	3.39	9.77	34.63
Sigalionidae	9.47	14.93	40.14
Phyllodocidae	2.26	7.98	45.56
Syllidae	0	5.64	50.79

Av. Abund = abundancia media, % Cum = Porcentaje acumulado, * Porcentaje disimilitud entre los grupos a y b.

3.3 Composición de las comunidades vs las características físicas

Como podemos observar en la Tabla 7, al estudiar la comunidad de invertebrados bentónicos tanto a nivel de filo como de clase y orden, la variable que más explicó el patrón de distribución observado es el pH. En el caso de fauna general a nivel de familia y poliquetos a nivel de familia, coinciden en que las variables que más explicaron los patrones detectados son el porcentaje de arena media, fina y lutitas.

Tabla 7: Datos obtenidos en BEST.

	Rho	Variable
FG – filo	0.581	pH
FG – clase	0.193	pH
FG – orden	0.688	pH
FG – familia	0.654	Arena media
		Arena fina
		Lutitas
Poliquetos - familia	0.632	Arena media
		Arena fina
		Lutitas

4. Discusión

El hábitat estudiado en la Reserva Marina de Sierra de Irtá se caracteriza por ser homogéneo, tanto en la estructura de las praderas de *C. nodosa*, como en la componentes abióticos (composición granulométrica, pH, potencial redox y materia orgánica). Esta homogeneidad se cumple en el caso de *C. nodosa*, tanto en la densidad como en la cobertura en ambas localidades. En un estudio previo, realizado a lo largo de toda la reserva, se ha observado que las densidades y coberturas cambian siendo las más cercanas al límite más altas que las que están en el centro de la reserva (Sánchez Lizaso et al., 2016), esto se puede deber a los cambios de profundidad e irradianza, en el caso de este estudio, la profundidad se mantuvo y es por ello que se haya mantenido la similitud de los descriptores de las praderas. En cuanto al tipo de sedimento, la zona de estudio se caracteriza por el dominio de arenas finas en todas las estaciones. Esta homogeneidad se ve reflejada en las comunidades de invertebrados bentónicos asociadas a las praderas.

Los principales grupos taxonómicos de la macrofauna asociada con las praderas de fanerógamas marinas son generalmente similares a las especies que habitan en áreas poco profundas con variedad de sustratos (por ejemplo, anfípodos, poliquetos, bivalvos y equinodermos). En un estudio realizado en el mar de Tirreno, los moluscos gasterópodos fueron los más abundantes dentro de la comunidad (Cancemi *et al.*, 2002), pero en la presente investigación, los poliquetos junto con los anfípodos han sido los dos grupos más abundantes de toda la comunidad bentónica estudiada, destacando los poliquetos por representar casi a la mitad de toda la comunidad.

En el océano Atlántico, las familias más abundantes de poliquetos asociados a las praderas de *C. nodosa* son Syllidae, Paraonidae y Spionidae (Brito *et al.*, 2005), en cambio, otros estudios realizados en el Mediterráneo indican que las familias más abundantes de poliquetos son Syllidae, Capitellidae y Spionidae (Gambi *et al.*, 1998), junto con Paraonidae (Giangrande y Gambi, 1986). En cambio, las familias de poliquetos más abundantes en esta zona son Paraonidae, Sigalionidae, Capitellidae y Magelonidae. Estas diferencias se pueden deber a las características específicas de cada una de las zonas estudiada, posibles diferencias biogeográficas. En todos estos estudios Paraonidae ha destacado por ser el más abundante, esta familia está constituida por individuos de pequeño tamaño (no exceden los 30 mm) habitan todo tipo de fondos blandos, desde

arenas gruesas a fangos, desde la zona intermareal hasta una profundidad de 6.000 metros. Son más abundantes en la plataforma continental y fondos batiales que en aguas someras. El número de especies descritas ha aumentado considerablemente hasta llegar a ser alrededor del centenar de especies, esto es debido al uso de mallas más finas a la hora de separar las muestras (Parapar *et al.*, 2012). Sigalionidae es una familia común en el bentos, aunque raramente aparecen en gran abundancia. Se distribuyen desde zonas intermareales hasta hábitats estuarinos y zonas profundas (Hutchings y Murray, 1984). Principalmente son encontrados en sedimentos blandos o asociados a praderas de fanerógamas marinas en aguas someras (Parapar *et al.*, 2012). Capitellidae es una familia que tiende a vivir en tubos comprimidos de arenas que ellos mismos forman y suelen estar asociados a praderas de fanerógamas marinas (Collet *et al.*, 1984). Finalmente, la familia Magelonidae habita en sedimentos blandos desde costa hasta las profundidades de la plataforma (Parapar *et al.*, 2012). Hábitats que caracterizan nuestra zona de estudio; fondos blandos dominados por arenas finas cubiertos de praderas de *C. nodosa*.

Aunque en la abundancia no existen diferencias significativas entre las localidades, sí se puede observar una cierta disgregación entre ambas que podría deberse al efecto latitudinal ya que las localidades están separadas entre sí por unos 10 km. Cabe destacar que, tanto para la comunidad bentónica total como para los poliquetos, la estación que presenta menos abundancia es la L2S3, que es la que se caracteriza por tener un menor porcentaje de lutitas y mayor de arenas. En cambio, en el caso de la comunidad bentónica en su totalidad, la estación con mayor abundancia de individuos es la L2S2 que presenta un potencial redox más negativo, esto puede ser debido al bajo hidrodinamismo presente en esta localidad que dificulta el intercambio de oxígeno provocando que la zona esté muy reducida (Sánchez Lizaso, 2016). En los poliquetos, es la estación L1S2 la que presenta mayor abundancia, y esta se caracteriza por tener un gran porcentaje de lutitas. Al no haber diferencias significativas entre ambas localidades, se puede observar que las comunidades de invertebrados bentónicos son homogéneas. Se podría decir que la infauna refleja las condiciones del hábitat. Al tratarse de una reserva marina, estos resultados eran esperados debidos a las medidas tomadas dentro de esta zona impidiendo cualquier alteración en el medio que pudiese provocar un cambio en el medio marino y por tanto en las comunidades asociadas. Aun así, cabe mencionar la existencia de un vertido a la altura de Alcossebre, en el límite sur de la reserva, cerca de donde se encuentra la Localidad 2 de nuestro estudio, que dejó de verter en el año 2014, hasta entonces se trataba

de un vertido de caudal bajo en pre-tratamiento (del-Pilar-Ruso *et al.*, 2010). Se ha podido comprobar gracias a otras investigaciones en la zona, que la comunidad bentónica si reflejaba diferencias antes de la mejora del tratamiento entre la estación del vertido y a 200 metros de este, pero actualmente estas diferencias han desaparecido (de-la-Ossa-Carretero *et al.*, 2016).

Es importante el estudio de los patrones de distribución de las comunidades bentónicas ya que la variabilidad de estos patrones es una excelente herramienta a la hora de determinar la vulnerabilidad de los cambios ambientales (Rizzo y Amaral, 2000). Al estudiar la estructura y composición de las comunidades bentónicas (Figura 12), a niveles taxonómicos altos (filo, clase, género), la comunidad total no sigue un mismo patrón de distribución. En cambio, a nivel de familia sí que existe un patrón similar, tanto para la infauna en su totalidad como para los poliquetos, siendo la estación L2S1, caracterizada por tener el mayor porcentaje de lutitas y el potencial redox más negativo, la que se disgrega en ambos casos. Este resultado podría ser útil a la hora de realizar futuros estudios en la zona, ya que se podría caracterizar de forma preliminar todas las praderas presentes en la reserva marina y analizar, estudiando los poliquetos a nivel de familia y de esa forma, disminuir el tiempo/coste y los posibles errores de identificación. Sin embargo, sería interesante poder analizar dicha comunidad a nivel específico, con la finalidad de ampliar el conocimiento sobre la diversidad de las comunidades de invertebrados bentónicos asociadas a las praderas de *C. nodosa* y poder observar si se mantienen los mismos patrones de distribución a nivel de especie. Otro posible trabajo para un futuro, sería estudiar estas praderas tanto dentro como fuera de la reserva, para poder analizar el papel de esta en la conservación de las praderas y de las comunidades bentónicas asociadas.

5. Conclusión

Los hábitats estudiados en la Reserva Marina de interés pesquero de Sierra de Irta, se caracterizan por ser fondos blandos dominados por arenas finas cubiertos de praderas de

C. nodosa. No se encontraron diferencias significativas en los descriptores de las praderas siendo estas homogéneas en ambas localidades.

Las comunidades de invertebrados bentónicos asociadas a las praderas de *C. nodosa* se encuentran dominada por los poliquetos, que representan casi el 50% de toda la comunidad. En cuanto a la abundancia, tanto a nivel de infauna total como de poliquetos, no hay diferencias significativas siendo homogénea en ambos casos. Por lo que, la comunidad de invertebrados bentónica refleja las características de las praderas de *C. nodosa*.

En cuanto a los patrones de distribución, a nivel de familia, tanto toda la comunidad de la infauna como los poliquetos, siguen un patrón similar al distinguirse en ambos casos la misma estación (L2S1). En cambio, a niveles superiores, este patrón no se mantiene siendo diferente en cada nivel taxonómico. Por lo que, a la hora de realizar caracterizaciones o estudios más exhaustos sobre las comunidades de invertebrados bentónicos asociadas a estas praderas no es recomendable el estudio de estas comunidades a niveles de resolución bajos (filo, clase y orden).

Conclusion

The studied habitats in the Marine Reserve of fishing interest of Sierra de Irta are characterized by soft bottoms dominated by fine sands covered by *C. nodosa* grasslands. No significant differences were found in the descriptors of the meadows being homogeneous in both localities.

The benthic invertebrate communities associated with *C. nodosa* meadows are dominated by polychaetes, which account for almost 50% of the entire community. In terms of abundance, both at the level of total infauna and polychaetes, there are no significant differences, being homogeneous in both cases. Therefore, the benthic invertebrate community reflects the characteristics of *C. nodosa* meadows.

As for the distribution patterns, at the family level, both the entire infauna community and the polychaetes follow a similar pattern, in both cases, the same station (L2S1) is distinguished. However, at higher levels, this pattern is different at each taxonomic level.

Therefore, when it comes to making characterizations or studies more exhausted of the communities of benthic invertebrates associated with these meadows, it is not recommended the study of these communities at low resolution levels (phylum, class and order).

6. Referencias

Bishop, M. J. (2005). Artificial sampling units: a tool for increasing the sensitivity of tests for impact in soft sediments. *Environmental monitoring and assessment*, 107(1): 203-220.

Borum, J., Duarte, C. M., Krause-Jensen, D. y Greeve, T. M. (2004). European Seagrasses: an introduction to monitoring and management. *The M&MS project*. 95 pp

Boudouresque, C. F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A. y Verlaque, M. (2009). Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina*, 52(5): 395-418.

Boström, C. y Bonsdorff, E. (1997). Community structure and spatial variation of benthic invertebrates associated with *Zostera marina* (L.) beds in the northern Baltic Sea. *Journal of Sea Research*, 37(1-2): 153-166.

Bray, J. R. y Curtis, J. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4): 325-349.

Brito, M. C., Martin, D. y Núñez, J. (2005). Polychaetes associated to a *Cymodocea nodosa* meadow in the Canary Islands: assemblage structure, temporal variability and vertical distribution compared to other Mediterranean seagrass meadows. *Marine Biology*, 146(3): 467-481.

Cancemi, G., Buia, M.C. y Mazzella, L. (2002). Structure and growth dynamics of *Cymodocea nodosa* meadows. *Scientia Marina*, 66(4): 365-373.

Carrillo, J. A. y Rodriguez, M. C. G. (1980). *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson (Zannichelliaceae) y las praderas submarinas o ‘Sebadales’ en el archipelago Canario. *Vieraea*, 8(2): 365-376.

Clarke, K., y Gorley, R. (2006). *PRIMER V6: user manual-tutorial*. Plymouth Marine Laboratory.

Clarke, K. y Warwick, R. (2001). *Changes in the Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation* (Segunda ed.). Plymouth.

Cochran, W. (1951). Testing a linear relation among variances. *Biometrics*, 17-32.

Collet, L.C., Hutchings, P.A., Gibbs, P.J. y Collins, A.J. (1984). A comparative study of the macro-benthic fauna of *Posidonia australis* seagrass meadows in New South Wales. *Aquatic Botany*, 18: 111-134

Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural (2015). Parques Naturales de la Comunidad Valenciana - Serra d'Irta. (<http://www.parquesnaturales.gva.es/web/pn-serra-d-irta/reserva-marina>) (consultada el 10 de abril de 2017)

del-Pilar-Ruso, Y., de-la-Ossa-Carretero J. A., Giménez-Casaldueiro, F. y Sánchez-Lizaso J.L. (2008). Effects of a brine discharge over soft bottom Polychaeta assemblage. *Environmental Pollution*, 156: 240–250

del-Pilar-Ruso, Y., de-la-Ossa-Carretero, J. A., Giménez-Casaldueiro, F. y Sánchez-Lizaso, J. L. (2010). Sewage treatment level and flow rates affect polychaete assemblages. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11): 1930-1938.

de la Ossa Carretero, J. A., del-Pilar-Ruso, Y., Fernández Torquemada, Y., Giménez Casaldueiro, F. y Sánchez Lizaso, J.L. (2016). Recuperación de las comunidades bentónicas tras la aplicación de medidas correctoras en los vertidos de aguas residuales.

Duarte, C. M. (2002). The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, 29: 192–206.

Duarte, C. M. y Cebrian, J. (1996). The fate of marine autotrophic production. *Limnology and Oceanography*, 41(8): 1758-1766.

Duarte, C. M. y Chiscano, C. L. (1999). Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic botany*, 65(1): 159-174.

Duarte, C. M., Dennison, W. C., Orth, R. J. y Carruthers, T. J. (2008). The charisma of coastal ecosystems: addressing the imbalance. *Estuaries and coasts*, 31(2): 233-238.

Ellis, D. (1985). Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 16(12): 459.

Espino, F. (2004). Una metodología para el estudio de las fanerógamas marinas en Canarias. *Revista de la Academia Canarias de Ciencias*, XV (3-4): 237-256.

Espino, F., Tuya, F., Blanch, I. y Haroun, R. J. (2008). Los seadales de Canarias. Oasis de vida en los fondos arenosos. *BIOGES, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria*.

Fenchel, T. M. y Riedl, R. J. (1970). The sulfide system: a new biotic community underneath the oxidized layer of marine sand bottoms. *Marine Biology*, 7(3): 255-268.

Fernández-Torquemada Y., González-Correa J. M., Ramos-Esplá A. A., Garrote A. y Sánchez-Lizaso J.L. (2008a). Regression of a *Posidonia oceanica* meadow submitted to different sources of pollution. *8th International Seagrass Biology Workshop*, Vancouver Island, Bamfield, Canada.

Fernández-Torquemada, Y., Díaz-Valdés, M., Colilla, F., Luna, B., Sánchez-Lizaso, J. L. y Ramos-Esplá, A. A. (2008b). Descriptors from *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in coastal waters of Valencia, Spain, in the context of the EU Water Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science*, 65(8): 1492-1497.

Gambi, M. C., Conti, G. y Bremec, C. S. (1998). Polychate distribution, diversity and seasonality related to seagrass cover in shallow bottoms of the Tyrrhenian Sea (Italy). *Scientia Marina*, 62(1-2): 1-17.

Giangrande, A. y Gambi, M. C. (1986) Polychetes d'une pelouse a *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers. Du Golfe de Salerno (Mer Tyrrhénienne). *Vie Milieu*, 36:185–190.

Gray, J. S. y Mirza, F. B. (1979). A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, 10(5): 142-146.

Hemminga, M. A. y Duarte, C. M. (2000). *Seagrass ecology*. Cambridge University Press, UK, p. 298.

Hughes, A. R., Williams, S. L., Duarte, C. M., Heck, K. L. y Waycott, M. (2009). Associations of concern: declining seagrasses and threatened dependent species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(5): 242-246.

Hutchings, P. (1998). Biodiversity and functioning of polychaetes in benthic sediments. *Biodiversity and conservation*, 7(9): 1133-1145

Hutchings, P. y Murray, A. (1884). Taxonomy of polychaetes from the Hawkesbury River and the southern estuaries of New South Wales, Australia. *Records of the Australian Museum Supplement*, 3:1-119

Johnson, M. A., Fernandez, C. y Pergent, G. (2002). The ecological importance of an invertebrate chemoautotrophic symbiosis to phanerogam seagrass beds. *Bulletin of Marine Science*, 71(3): 1343-1351.

Kenworthy, W. J., Wyllie-Echeverria, S., Coles, R. G., Pergent, G. y Pergent-Martini, C. (2007). Seagrass conservation biology: an interdisciplinary science for protection of the seagrass biome. In *Seagrasses: biology, ecology and conservation*. Springer, Netherlands. pp. 595-623.

Koch, E. W., Ackerman, J., van Keulen, M., Verduin, J., Larkum, A. W. D., Orth, R. J. y Duarte, C. M. (2006). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer.

Lüning, K. (1990). *Seaweeds: their environment, biogeography, and ecophysiology*. John Wiley & Sons

Marbá, N. J. y Terrados (2004) Distribución y requerimientos ecológicos. En: Luque, Á. A. & J. Templado (Coords.). *Praderas y Bosques Marinos de Andalucía*, 133-134. Consellería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 336 pp.

Mazzella, L. (1992). Plant-animal trophic relationships in the *Posidonia oceanica* ecosystem of the Mediterranean Sea. *Plant-animal Interactions in the Marine Benthos: Systematics Association*, 46: 165-187.

Mazzella, L., Scipione, M. B., Gambi, M. C., Buia, M. C., Lorenti, M., Zupo, V. y Cancemi, G. (1993). The Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* and *Cymodocea*

nodosa. A comparative overview. In *The first international conference MEDCOAST*, 93: 103-116.

Moissette, P., Koskeridou, E., Cornée, J. J., Guillocheau, F. y Lécuyer, C. (2007). Spectacular preservation of seagrasses and seagrass-associated communities from the Pliocene of Rhodes, Greece. *Palaios*, 22(2): 200-211.

Moreira, J., Quintas, P. y Troncoso, J. S. (2006). Spatial distribution of soft-bottom polychaete annelids in the Ensenada de Baiona (Ría de Vigo, Galicia, north-west Spain). *Scientia Marina*, 70(S3): 217-224.

Orth, R. J., Carruthers, T. J., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Heck Jr, K. L. y Short, F. T. (2006). *A global crisis for seagrass ecosystems*. *Bioscience*, 56(12): 987-996.

Parapar, J., Alós, C., Núñez, J., Moreira, J., López, E., Aguirrezabalaga, F., Besteiro, C. y Martínez, A., (2012). Annelida Polychaeta III. En: Fauna Ibérica, vol. 36. Ramos, M.A. et al. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 416 pp.

Pérez, M. y Camp, J. (1986). Distribución espacial y biomasa de las fanerógamas marinas de las bahías del delta del Ebro. *Investigación Pesquera*, 50(4): 519-530.

Pik A. J., Oliver I. y Beattie A. J. (1999). Taxonomic sufficiency in ecological studies of terrestrial invertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 24: 555-562.

Pocklington, P. y Wells, P. G. (1992). Polychaetes key taxa for marine environmental quality monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 24(12): 593-598.

Reyes, J., Ocaña, O., Sansón, M. y Brito, A. (2000). Descripción de comunidades bentónicas infralitorales en la Reserva Marina de La Graciosa e islotes del Norte de Lanzarote (islas Canarias). *Vieraea*, 28: 137-154.

Rizzo, A. E. y Amaral, A. C. Z. (2000). Temporal variation of annelids in the intertidal zone of beaches of the São Sebastião Channel, southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 80(6): 1007-1017.

Rosenberg, R. (2001). Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. *Marine Ecology Progress Series*, 65: 107-119.

Ruitton, S., Francour, P. y Boudouresque, C. F. (2000). Relationships between algae, benthic herbivorous invertebrates and fishes in rocky sublittoral communities of a temperate sea (Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(2): 217-230.

Ruiz, J. M. (2015). *Atlas de las praderas marinas de España*. Instituto Español de Oceanografía, 681 pp.

Sánchez-Jerez, P., Cebrián, C. B. y Esplá, A. A. R. (1999). Comparison of the epifauna spatial distribution in *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* and unvegetated bottoms: importance of meadow edges. *Acta Oecologica*, 20(4): 391-405.

Sánchez Lizaso, J. y Ramos Esplá, A. (1994). Estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la Reserva Marina de Tabarca (Alicante): Fenología y producción primaria. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Alicante.

Sánchez Lizaso, J., Ramos Esplá, A., Valle Pérez, C., Forcada Almarcha, A., Fernández Torquemada, Y., del Pilar Ruso, Y. y García Rivera, S. (2016). Seguimiento científico de la Reserva Marina de interés pesquero de la Sierra de Irtá. Castellón.

Sandrini Neto, L. y Camargo, M. (2014). GAD: An R package for ANOVA designs from general principles. *Available on CRAN*.

Short, F.T. y Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and humaninduced disturbance of sea-grasses. *Environmental Conservation*, 23(1): 17–27.

Short, F. T. y Wyllie-Echeverria, S. (2000). Global seagrass declines and effect of climate change. *Seas at the millennium: an environmental evaluation*, 3: 10-11.

Short, F., Carruthers, T., Dennison, W. y Waycott, M. (2007). Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1): 3-20.

Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E., Bandeira, S., Bujang, J. S. y Erftemeijer, P. L. (2011). Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144(7): 1961-1971.

Somaschini, A., Gravina, M. F. y Ardizzone, G. D. (1994). Polychaete depth distribution in a *Posidonia oceanica* bed (rhizome and matte strata) and neighbouring soft and hard bottoms. *Marine Ecology*, 15(2): 133-151.

Somaschini, A., Martini, N., Gravina, M. F., Belluscio, A., Corsi, F. y Ardizzone, G. D. (1998). Characterization and cartography of some Mediterranean soft-bottom benthic communities (Ligurian Sea, Italy). *Scientia Marina*, 62(1-2): 27-36.

Team, R. C. (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2013. (<http://www.R-project.org>)

Templado, J., Calvo, M., García-Carrascosa, A. M., Boisset, F. y Jiménez, J. (2002). Flora y fauna de la Reserva Marina de las islas Columbretes. *Secretaría General De Pesca Marítima, M° de Agricultura, Pesca y Alimentación*, Madrid.

Underwood, A. (1997). *Experiments in Ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge: Cambridge University Press.

Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S. y Kendrick, G. A. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30): 12377-12381.

Wirtz, P. (1995). One vascular plant and ten invertebrate species new to the marine flora and fauna of Madeira. *ARQUIPÉLAGO. Life and Marine Sciences*, 13: 119-123.

Zar, J. (1984). *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice Hall.

7. Anexo

Tabla 8: Abundancias absolutas de las familias encontradas en este estudio.

Familias	Abundancia absoluta					
	L1			L2		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
Ampeliscidae	0	0	0	0	0	2
Ampharetidae	0	1	0	0	1	1
Apseudidae	8	9	21	12	29	7
Bodotriidae	0	0	0	0	1	1
Capitellidae	3	4	5	5	2	0
Cassidae	0	1	0	0	0	0
Cirratulidae	0	4	0	0	1	1
Cossuridae	1	0	0	0	0	0
Cypridinidae	0	0	0	1	0	0

Dorvilleidae	0	0	0	0	1	0
Echinocyamidae	0	1	0	0	0	0
Eunicidae	0	3	1	1	3	1
Euphasiidae	0	0	1	0	0	0
Gammaridae	0	0	0	0	1	1
Glyceridae	0	0	0	1	0	1
Goniadidae	0	0	0	0	1	0
Indeterminado	0	2	4	3	7	1
Ischyroceridae	0	4	4	0	2	1
Janiridae	0	0	0	0	0	1
Limoidea	1	0	0	0	0	0
Lucinidae	2	1	1	0	1	1
Lumbrineridae	3	3	1	0	2	1
Mactridae	9	2	3	0	3	5
Magelonidae	3	3	3	4	3	2
Maldanidae	2	2	2	3	2	1
Mangeliidae	2	2	0	0	1	0
Metridinidae	2	1	7	1	2	7
Nannastacidae	0	0	0	0	0	1
Nassariidae	0	2	0	0	1	0
Nephtyidae	1	0	2	0	2	4
Nereididae	1	1	0	0	2	0
Neritidae	0	7	0	0	0	0
Nuculanidae	0	0	0	2	1	0
Oeonidae	0	1	1	0	0	0
Onuphidae	1	6	1	2	1	1
Ophiuridae	0	1	0	0	0	1
Orbiniidae	0	0	2	4	1	1
Oweniidae	3	3	2	0	3	2
Paraonidae	8	8	14	5	4	6
Paratanaidae	0	0	0	6	0	1
Pharidae	1	0	0	0	0	0
Phyllodocidae	0	1	1	2	0	0
Pilargidae	2	3	0	0	0	1
Psammobiidae	0	0	0	0	0	1
Pseudocumatidae	0	0	0	0	0	1
Sabellidae	1	0	1	3	1	0
Scalibregmatidae	0	0	1	0	0	0
Semelidae	0	0	1	4	0	0
Sigalionidae	2	3	1	7	8	2
Spionidae	0	0	5	0	2	1
Syllidae	0	0	0	1	0	0
Tachidiidae	0	1	0	2	0	1
Talitridae	0	0	0	2	0	0
Tellinidae	4	5	3	2	0	0
Terebellidae	1	1	2	1	0	0
Thraciidae	1	0	0	0	0	0
Urothoidae	3	2	5	11	11	2
Veneridae	0	1	0	0	0	0